

Artículo científico

Evaluación de la estructura, el funcionamiento y el desempeño de agrosistemas mixtos agricultura-ganadería

Evaluation of the structure, functioning and performance of mixed agriculture-animal farming agrosystems

Katia Bover-Felices¹, Eliel González-García², Fabien Stark^{3,4}, Charles-Henri Moulin⁵
y Jesús Suárez Hernández¹

¹Estación Experimental de Pastos y Forrajes Indio Hatuey, Universidad de Matanzas, Ministerio de Educación Superior Central España Republicana, CP 44280, Matanzas, Cuba

Correo electrónico: katia.bover@ihatuey.cu

²Systèmes d'Élevage Méditerranéens et Tropicaux (SELMET), Institut National de la Recherche Agronomique (INRA), Montpellier SupAgro, Centre International de Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD) Univ Montpellier, INRA, Montpellier, France

³Agreenium, Unité Mixte de Recherche (UMR) Innovation, Paris, France

⁴SELMET, Univ Montpellier, CIRAD, INRA, Montpellier SupAgro, CIRAD, Montpellier, France

⁵SELMET, Montpellier SupAgro, INRA, CIRAD, Univ Montpellier, Montpellier, France

Resumen

Con el objetivo de evaluar la estructura, el funcionamiento y el desempeño de tres sistemas mixtos agricultura-ganadería de la provincia de Matanzas, Cuba, se utilizó el Análisis de Redes Ecológicas. Se colectaron datos técnicos y decisiones operacionales de los agricultores a nivel de agrosistema, asimismo, se modelaron los agrosistemas LQ (municipio Colón), P (Cárdenas) y CP (Perico), en términos de redes de flujo de nitrógeno en el período de un año. Se construyó una matriz de flujos para cada caso de estudio; y se calcularon indicadores de estructura, funcionamiento y desempeño. La densidad de enlaces internos (Fi/n) fue alta para los tres estudios de caso, con valores entre 3,37 y 2,88. Los flujos fueron más homogéneos en las fincas CP y LQ, con valores de organización de 0,38 y 0,37, respectivamente. El total de flujos internos (TT/ha) varió de 476,63 kg N/ha en la finca LQ a 1 941,23 en P, y el valor de reciclaje de N (FCI) fue también mayor para estas fincas (12 y 58 %, respectivamente). Se evidenció que la finca CP fue la que más insumos importó por unidad de área (207,6 kg N/ha), y la que tuvo mayor valor de productividad (202,4 kg N/ha). Se concluye que los tres agrosistemas fueron similares entre sí en términos de estructura y funcionamiento; son sistemas diversos y complejos en los que se observaron diferencias en la distribución y tamaño de los flujos, así como en los indicadores de desempeño.

Palabras clave: análisis de redes, flujo, nitrógeno.

Abstract

In order to evaluate the structure, functioning and performance of three mixed agriculture-animal husbandry systems of Matanzas province, Cuba, the Ecological Network Analysis was used. Technical data and operational decisions made by farmers at agrosystem level were collected; likewise, the agrosystems LQ (Colón municipality), P (Cárdenas) and CP (Perico) were modeled, in terms of nitrogen flow networks in a one-year period. A flow matrix was constructed for each study case; and structure, functioning and performance indicators were calculated. The density of internal links (Fi/n) was high for the three case studies, with values between 3,37 and 2,88. The flows were more homogeneous in the farms CP and LQ, with organization values of 0,38 and 0,37, respectively. The total internal flows (TT/ha) varied from 476,63 kg N/ha in the farm LQ to 1 941,23 in P, and the N recycling value (FCI) was also higher for these farms (12 and 58 %, respectively). It was proven that farm CP was the one that imported more inputs per area unit (207,6 kg N/ha), and the one with higher productivity value (202,4 kg N/ha). It is concluded that the three agrosystems were similar among them in terms of structure and functioning; they are diverse and complex systems in which differences were observed in the distribution and size of the flows, as well as in the performance indicators.

Keywords: network analysis, flow, nitrogen

Introducción

El desafío de aumentar y asegurar la producción de alimentos y de reducir los problemas ambientales se asocia cada vez más con un nuevo paradigma de producción agrícola. Este paradigma, dígame intensificación ecológica (Rockström *et al.*, 2017), ecoagricultura (Garbach *et al.*, 2017), agro-

ecología (Altieri y Nicholls, 2017) o modernización de la agricultura ecológica (Pretty y Bharucha, 2014), tiene como objetivo diseñar sistemas agrícolas productivos que requieran la menor cantidad de insumos externos, apoyándose en las interacciones y sinergias entre los componentes biológicos (Koo-hafkan *et al.*, 2012).

La integración agricultura-ganadería, reconocida como el conjunto de prácticas agrícolas que movilizan una serie de procesos ecológicos, es uno de los pilares de este nuevo paradigma de producción agrícola (Stark *et al.*, 2016).

Las explotaciones agropecuarias integradas o mixtas a menudo se asocian con ecosistemas sostenibles (Alves *et al.*, 2017), porque la integración y la diversificación, tanto de especies como de prácticas, permiten la complementariedad entre diferentes actividades, así como mejoran la eficiencia en el uso de los recursos. Además, los sistemas integrados o mixtos utilizan las salidas de una actividad como insumos para otra, lo que puede reducir los efectos adversos para el medio ambiente y disminuir la dependencia de recursos externos mediante el reciclaje (Rufino *et al.*, 2009a).

El ciclo de la energía y el de los nutrientes se consideran dos de los atributos más importantes que confieren estabilidad al funcionamiento del ecosistema (Allesina y Ulanowicz, 2004). Al admitir propiedades de estructura y de funcionamiento similares a aquellas que ocurren en los ecosistemas, la integración puede ser analizada como una red de flujo de nutrientes (Stark *et al.*, 2016); de este modo, el agroecosistema más integrado, o sea, con redes de flujo más complejas y diversificadas, estará en condiciones de ser más productivo, eficiente, autosuficiente y resiliente.

Si las fincas se describen como redes, en las que las distintas actividades están representadas como nodos y los nutrientes que fluyen entre ellos como interconexiones, se pueden evaluar opciones de manejo. Describir la red de flujo de nutrientes dentro de un sistema puede ayudar a identificar las debilidades y puntos críticos para las intervenciones objetivo (Küstermann *et al.*, 2010). El análisis de redes permite cuantificar el grado de integración y diversidad del sistema de cultivo utilizando un conjunto de indicadores (Stark, 2016). El objetivo de este estudio fue evaluar la estructura, el funcionamiento y el desempeño de tres sistemas mixtos agricultura-ganadería de la provincia de Matanzas, Cuba.

Materiales y Métodos

Características de las fincas en estudio. El estudio se realizó en tres fincas ubicadas en la provincia de Matanzas, Cuba: LQ (municipio Colón), P

(Cárdenas) y CP (Perico); las cuales fueron modelizadas en redes de flujo de nitrógeno (N) en el período de un año. Se usaron los flujos de N para llevar a cabo el análisis, ya que este recurso es a menudo el factor que limita la producción en la agricultura de bajos insumos y puede ser gestionado por los productores. Se utilizó un año como unidad temporal de análisis, porque es un período común para evaluar la producción agrícola.

El clima se caracteriza por dos estaciones climáticas bien definidas: período lluvioso desde mayo hasta octubre (promedio de precipitaciones de 155,2 mm y temperaturas de 26,6 °C) y período poco lluvioso desde noviembre hasta abril (54,3 mm y 23,6 °C)¹. En estas fincas, el suelo predominante es Ferralítico amarillento lixiviado (LQ), Pardo mullido carbonatado (P) y Húmico calcimórfico (CP), según la clasificación de Hernández-Jiménez *et al.* (2015).

Las tres fincas están asociadas a cooperativas de créditos y servicios (CCS) y son manejadas con fuerza de trabajo familiar y contratada; las características principales aparecen en la tabla 1.

Recopilación de datos. Se utilizó el método de observación participante en cada finca para recolectar datos técnicos y decisiones operacionales de los agricultores a nivel de agrosistema (es decir, actividades agrícolas, interacciones agricultura-ganadería, flujos de biomasa). Estos datos fueron obtenidos, durante el año 2015, por una estudiante francesa del Instituto Nacional Superior de Ciencias Agronómicas de la Alimentación y del Medio Ambiente de Dijón (AgroSup Dijon), Francia; apoyada por investigadores y técnicos del Programa de Innovación Agrícola Local, que es liderado por la Estación Experimental de Pastos y Forrajes Indio Hatuey en Matanzas, Cuba. Además, se obtuvieron datos adicionales de la concentración de MS y N en los alimentos concentrados, los pastos, los forrajes y los subproductos agropecuarios, con apoyo de la literatura.

Conceptualización del sistema. Los tres agrosistemas se conceptualizaron como sistemas compuestos por varios compartimentos, que representan las principales actividades agrícolas, el suelo y el hogar. Los compartimentos son unidades que producen y consumen biomasa. Los agrosistemas se representan como una red en la que los enlaces entre los compartimentos representan los flujos de

¹Fuente: Estación Meteorológica Indio Hatuey.

Tabla 1. Principales características de las tres fincas incluidas en el estudio.

	Finca LQ	Finca P	Finca CP
Características generales			
Municipio	Colón	Cárdenas	Perico
Forma de propiedad	CCS	CCS	CCS
Mano de obra	Familiar y contratada	Familiar y contratada	Familiar y contratada
Tipo de suelo	Ferralítico amarillento lixiviado	Pardo mullido carbonatado	Húmico calcimórfico
Uso de aerobomba	Sí	Sí	No
Uso de biodigestor	Sí	Sí	No
Factores de producción			
Área (ha)	33	11	45
Superficie agrícola (ha)	2,5	5	26
Superficie ganadera (ha)	30,5	6	18,8
Cultivos comerciales (ha)			
Granos	1,8	-	7,5
Frutas	0,5	3,5	12
Vegetales	0,1	2,13	7,5
Tubérculos	0,3	0,17	-
Sistema ganadero (número de cabezas)			
Bovino	70	22	9
Ovino	-	-	5
Equino	3	-	7
Porcino	18	200	-
Cunícula	-	15	18
Avícola	68	50	80

biomasa, en este caso referidos a kilogramos de N al año, dentro de ella. Las importaciones de N y las exportaciones se representan como entradas y salidas, respectivamente, entre las fincas y el medio externo. Las pérdidas (disipación por volatilización, lixiviación, muerte de animales) también se tuvieron en cuenta como salidas de los compartimentos. En la figura 1 se representa el modelo conceptual común para los tres agrosistemas estudiados². Una descripción más detallada del método de conceptualización del sistema fue realizada por Stark (2016).

Modelación del sistema. Se usaron varios métodos para cuantificar los flujos; en el caso del flujo anual de materiales, se calculó a partir de los datos recolectados de los agricultores en entrevistas iterativas (la cantidad de alimento para los animales y la cantidad de fertilizantes, la composición de los con-

centrados, la composición del fertilizante mineral, la producción de cultivos y ganado, la fertilización orgánica, la distribución de residuos de cultivos, entre otros). El contenido de N del material se estimó a través de los datos de la literatura.

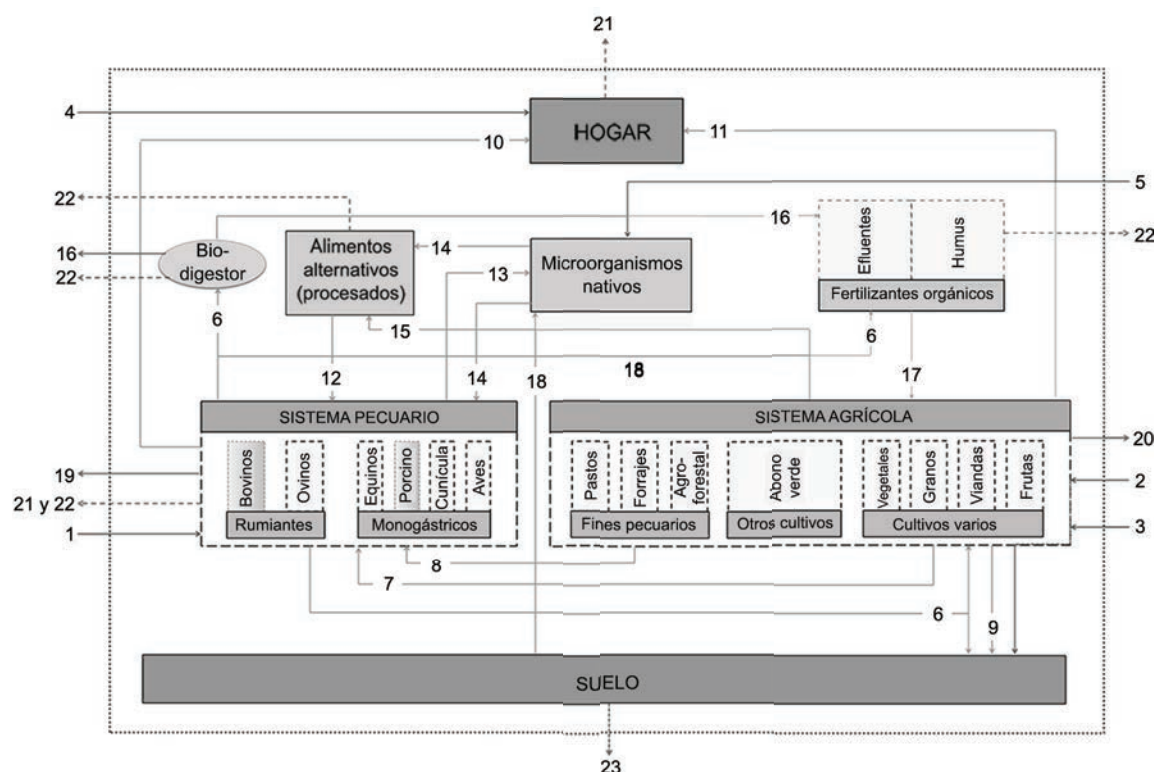
Los datos recopilados y estimados se usaron para construir una matriz para cada caso de estudio; y, basado en la matriz de flujos, se calcularon los indicadores de estructura, funcionamiento y desempeño (tabla 2), adaptados a los agrosistemas por Rufino *et al.* (2009a) y Stark (2016).

Los detalles sobre los indicadores de análisis de redes y la forma de calcularlos se corresponden con lo planteado por Rufino *et al.* (2009a) y Stark (2016).

Resultados y Discusión

La densidad de enlaces internos (Fi/n), indicador que evidencia la diversidad de flujos, fue alta para los

²En el caso particular de la finca CP, en el momento de la evaluación no existía producción bovina ni porcina ni estaba funcionando el biodigestor.



Entradas

1. Insumos al sistema pecuario (alimentos concentrados, medicamentos). 2. Insumos al sistema agrícola (fertilizantes, herbicidas, biopreparados). 3. Nitrógeno atmosférico. 4. Productos alimenticios de la canasta básica. 5. Materia prima para producción de microorganismos nativos (melaza de caña de azúcar, salvado de trigo).

Flujos intermedios

6. Estiércol. 7. Alimentos alternativos (uso directo). 8. Pastos y forrajes. 9. Residuos de cosecha. 10. Alimentos de origen animal. 11. Alimentos de origen vegetal. 12. Alimentos alternativos (procesados). 13. Leche. 14. Microorganismos nativos. 15. Biomasa vegetal (granos, raíces y tubérculos, forrajes, etc.). 16. Efluentes. 17. Fertilizantes orgánicos. 18. Hojarasca.

Salidas

19. Venta de productos pecuarios. 20. Venta de productos agrícolas.

Pérdidas

21. Deyecciones. 22. Emisiones. 23. Lixiviación.

Figura 1. Modelo conceptual común para los flujos de N de las tres fincas en estudio.

tres estudios de caso (tabla 3), con valores que variaron entre 3,37 y 2,88. Desde el punto de vista del uso del N, la finca LQ fue la más diversa y en CP se obtuvo el valor más bajo para este indicador. No obstante, los valores no variaron mucho entre fincas, e indican que se trata de sistemas diversos y complejos.

El número y tipo de compartimentos a considerar y sus interacciones tienen un impacto decisivo en la configuración de la red y en el valor de algunos de los indicadores calculados (Rufino *et al.*, 2009b). Los modelos conceptuales difieren entre los estudios que usan el Ecological Network Analysis (ENA) para evaluar los agrosistemas, razón por la cual es difícil la comparación.

Por ejemplo, Alvarez *et al.* (2014) y Rufino *et al.* (2009b) investigaron en ecosistemas de agricultura

de subsistencia y, al igual que en esta investigación, consideraron la familia como un componente del sistema, lo que aumenta los flujos entre los compartimentos. En los estudios de Stark (2016) y Stark *et al.* (2018) se excluyeron varios compartimentos en el modelo conceptual (por ejemplo: el suelo, el hogar, el biodigestor) y sus interacciones inherentes, lo que explica, en gran medida, las variaciones en los resultados. Estos últimos autores, al analizar los flujos de N en fincas cubanas, pero con un nivel de agregación del modelo conceptual diferente, obtuvieron valores inferiores de diversidad (1,6; 1,2 y 1,3 para las fincas LQ, P y CP, respectivamente).

En los agrosistemas mixtos más diversificados, donde se utilizan diversos recursos para alimentar

Tabla 2. Indicadores de estructura, funcionamiento y desempeño agroecológico para el análisis de agrosistemas, basados en indicadores del Análisis de Redes Ecológicas (ENA, por sus siglas en inglés).

Indicador		Fórmula matemática
Estructura		
Diversidad de flujos	Número de enlaces en la red	Fi
	Número de compartimentos	n
	Densidad de enlaces internos	Fi/n
Organización de los flujos	Información mutua promedio (AMI)	$AMI = k \sum_{i=1}^{n+2} \sum_{j=0}^n \frac{T_{ij}}{T_{..}} \log_2 \frac{T_{ij}T_{..}}{T_i.T_j}$
	Incertidumbre estadística (Hr)	$Hr = - \sum_{j=0}^n \frac{T_j}{T_{..}} \log_2 \frac{T_j}{T_{..}}$
	Incertidumbre realizada	AMI/Hr
Funcionamiento		
Intensidad de los flujos	Total de flujos del sistema (TST)	$TST = \sum_{i=1}^n T_i$
Circulación de los flujos	Total de flujos internos (TT)	$TT = \sum_{i=1}^n f_{ij}$
	Tasa de circulación interna (ICR)	$ICR = TT/TST$
Reciclaje	Índice de reciclaje de Finn (FCI)	$FCI = \frac{TST_c}{TST}$
Desempeño		
Resiliencia	Capacidad de desarrollo del sistema (C)	$C = - \sum_{i,j} T_{ij} \log \left(\frac{T_{ij}}{T_{..}} \right)$
	Ascendencia	$A = \sum_{i,j} T_{ij} \log \left(\frac{T_{ij}T_{..}}{T_i.T_j} \right)$
	Capacidad de reserva	$\phi = - \sum_{i,j} T_{ij} \log \left(\frac{T_{ij}^2}{T_i.T_j} \right)$
Productividad	Salidas/total de flujos del sistema (TST)	$P = \frac{1}{TST} \sum_{i=1}^n Y_{oi}$
Autosuficiencia	TST-entradas/TST	$SS = \left(TST - \sum_{i=1}^n Z_{oi} \right) / TST$
Eficiencia	Salidas/entradas	$Eff = \frac{P}{SS}$

- k Constante escalar en la ecuación AMI
 T_i Total de entradas para el compartimento i
 T_j Total de salidas para el compartimento j
 F_{ij}, T_{ij} Flujo del compartimento j al compartimento i
 $T_{..}$ Rendimiento total del sistema (suma de los enlaces en la red).
 $T_i = \sum_{j=1}^n f_{ij} + Z_{io} - (X_i)_-$ Flujo intermedio de los compartimentos
 $(X_i)_-$ Estado negativo derivado para el compartimento i
 Z_{io}, Z_{jo} Entradas al compartimento i o j desde el exterior de la red
 TST_c Total de flujo reciclado
 Y_{oi}, Y_{oj} Salidas (usables) de la red para el compartimento i o j

el ganado y materia orgánica para fertilizar los cultivos, se construye una red más conectada y diversa. No obstante, el número de compartimentos e inte-

racciones entre ellos, presente en los agrosistemas, es mucho menor que en los ecosistemas naturales; lo que reduce considerablemente la diversidad de

Tabla 3. Indicadores de diversidad y organización del sistema para los flujos de nitrógeno.

Indicador	Finca LQ	Finca P	Finca CP
Diversidad			
n	19	17	16
Fi	64	54	46
Fi/n	3,37	3,18	2,88
Organización			
AMI	1,63	2,17	1,73
Hr	2,59	2,94	2,8
AMI/Hr	0,63	0,74	0,62
1-AMI/Hr	0,37	0,26	0,38

Finca: LQ (municipio Colón), P (municipio Cárdenas), CP (municipio Perico)

n: número de compartimentos

Fi: número de enlaces

Fi/n: densidad de enlaces internos

AMI: información mutua promedio

Hr: incertidumbre estadística

AMI/Hr: incertidumbre realizada

flujos. Fath *et al.* (2007), por ejemplo, refieren ecosistemas de 60 compartimentos.

Referente a los indicadores de organización (1-AMI/Hr), en sentido general, los sistemas se caracterizaron por una distribución heterogénea de los flujos, o sea, existió una desproporción entre los flujos internos, las entradas y las salidas. Los flujos de N fueron más homogéneos en las fincas CP y LQ, con valores de 1-AMI/Hr de 0,38 y 0,37, respectivamente; y más heterogéneos en la finca P, en la que se obtuvo el menor valor de 1-AMI/Hr (0,26), aunque no distó mucho de las fincas anteriores (tabla 3). Estos valores son similares a los obtenidos por Stark (2016) (0,51; 0,39 y 0,46 para las fincas LQ, P y CP, respectivamente).

La organización de los flujos es una dimensión que rara vez se considera en el estudio de las explotaciones agropecuarias, pero indica una nueva perspectiva sobre el equilibrio del sistema, en términos de la distribución de la actividad y la complejidad de los intercambios. La organización de los flujos no solo considera la diversidad de conexiones, sino también su distribución entre los componentes del sistema y su importancia relativa (Stark, 2016).

Las tres fincas no difirieron mucho en lo referente a la organización de sus flujos (tabla 3); probablemente las diferencias en estos indicadores serían más evidentes en sistemas con una estructura de producción y manejo diferente, o cuando se comparan sistemas en regiones distintas.

En este sentido Rufino *et al.* (2009b), al evaluar diferentes tipos de predios (más diversos, medianos y más simples) en Etiopía, Zimbabwe y Kenya, encontraron que las fincas más simples tendieron a presentar redes de flujos de N menos organizadas, en comparación con aquellas más complejas.

Una red de flujos restringida, por la cual pocos flujos conectan pocos compartimentos, restringirá el desarrollo del sistema. Contrariamente a lo anterior, un patrón en forma de banda correspondiente a flujos divididos equitativamente entre todos los compartimentos, donde todos estos están conectados, corresponderá a una mayor organización.

Si se comparan con la arquitectura intrincada de los ecosistemas, los agrosistemas son más simples en términos de organización de sus flujos; no obstante, estos pueden ser más eficientes que los ecosistemas, ya que se puede controlar e intercambiar una gran cantidad de recursos en la red a través de un número limitado de vías (Stark, 2016).

Debido a que las prácticas agrícolas empleadas en las fincas y, en consecuencia, los flujos inherentes no eran los mismos, y los sistemas de cultivo y ganadería no estaban presentes en la misma proporción, el valor de los flujos internos (TT/ha) difirió en todos los casos (tabla 4).

Tabla 4. Indicadores de funcionamiento del sistema para los flujos de nitrógeno.

Indicador	Finca LQ	Finca P	Finca CP
Intensidad			
TT/ha (kg N)	476,63	1 941,23	1 073,24
ICR (%)	73,86	75,32	71,81
Reciclaje			
FCI (%)	12	58	0

Total de flujos internos (TT), tasa de circulación interna (ICR), índice de reciclaje de Finn (FCI)

Estos resultados coinciden con los obtenidos por Stark *et al.* (2016) para este indicador, al evaluar ocho estudios de caso en Guadalupe (346,3 kg N/año en los sistemas menos intensivos; 3 802 kg N/año en los más intensivos) y cuatro en Brasil (634-4 626 kg N/año); comparables con los informados por otros autores que utilizaron el ENA para analizar sistemas integrados (Rufino *et al.*, 2009b; Álvarez *et al.*, 2014).

La tasa de circulación interna (ICR), que resume la cantidad de N que circula en los flujos internos en función de la circulación total de los flujos

(TST), fue alta y similar para los tres casos. Los resultados de Stark (2016) para los casos cubanos indicaron que la tasa de circulación interna de N fue inferior a la de este estudio; el valor de ICR varió de 6,6 % en el sistema más simple a 49,2 % para el caso más integrado, resultados similares a los obtenidos por este mismo autor en fincas brasileñas.

Lo anterior indica que un conjunto de prácticas de manejo, tales como el uso del estiércol animal, el empleo de los residuos de cosecha para la alimentación del ganado o para la fertilización, la producción de microorganismos nativos, el uso del lodo del biodigestor y el biogás, entre otras, impactan positivamente en el grado de integración en los sistemas mixtos, disminuyendo las pérdidas totales de N en el sistema.

Ello coincide con lo señalado por Stark *et al.* (2016), quienes expresaron que la integración en sistemas mixtos puede aumentarse con la intensificación de los flujos internos, ya sea a través de: un mejor uso de los residuos de cultivo disponibles, o la asociación de las producciones existentes con la producción de forraje, o un mejor almacenamiento y procesamiento del estiércol, o la asociación de cultivos con leguminosas, entre otras prácticas. De igual forma, según Álvarez *et al.* (2014), la mejora en la gestión del uso del estiércol en fincas en Madagascar condujo a la reducción de las pérdidas de N y al aumento de la integración entre cultivos y ganadería y a la eficiencia global del N de las fincas.

Otro indicador que caracteriza la integración es el índice de Finn, que se utiliza en la evaluación de ecosistemas naturales (Allesina y Ulanowicz, 2004) y ha sido empleado por varios autores para analizar agrosistemas (Álvarez *et al.*, 2014; Stark, 2016).

El valor de reciclaje de N evaluado mediante el FCI fue mayor para la finca P (58 %), seguida por LQ (12 %), y nulo en CP (tabla 4). Los dos primeros casos eran sistemas que tenían un fuerte componente de ganadería y, en menor medida, agricultura, por lo que los flujos provenientes de la actividad ganadera (alimentación animal, deyecciones, uso de las excretas para producción de abonos orgánicos, aplicación de estos en el área de cultivos) aumentaron las posibilidades de reciclaje de N, debido a las relaciones intrínsecas entre estos compartimentos. En CP, por el contrario, la actividad fundamental era la producción agrícola y, en consecuencia, el reciclaje dentro del sistema fue menor; esta finca importa estiércol para la producción de compost.

Al respecto Gourley *et al.* (2012), al evaluar sistemas lecheros diferentes, concluyeron que una po-

bre explotación de las excretas resulta en mayores pérdidas de nitrógeno y en ineficiencias en su reciclaje. Ello coincide con lo informado por Álvarez *et al.* (2014), quienes obtuvieron bajos valores de FCI (entre 2,5 y 4,4 %).

Es necesario precisar que, en los agrosistemas, el número de flujos es menos importante que en los ecosistemas, y la posibilidad de que el N retorne al mismo compartimento es muy pequeña. En el caso de las fincas P y LQ, la arquitectura de la red de flujos permitió que el nitrógeno circulara de nuevo en el mismo compartimiento a través de varias rutas existentes. En el caso restante (CP), los flujos solo fueron en una dirección, lo que no permitió el reciclaje de N y conllevó un valor nulo del FCI.

Stark (2016) planteó la incertidumbre referente a la importancia de utilizar este indicador para estudiar sistemas agropecuarios, dado el bajo nivel de reciclaje de estos sistemas en comparación con los ecosistemas naturales. En este sentido, Finn (1980) obtuvo 75,8 % de FCI al medir la red de flujos de nitrógeno del ecosistema Hubbard Brook. No obstante, Allesina y Ulanowicz (2004) encontraron valores de reciclaje entre 0 y 40 % en 23 ecosistemas.

Los tres sistemas tuvieron similitud en términos de estructura y funcionamiento; no obstante, presentaron valores contrastantes para los indicadores de desempeño, específicamente para la dependencia de insumos externos, la productividad y la eficiencia.

La finca CP fue la que más insumos importó por unidad de área (tabla 5), con un valor similar al de la finca P, y ambas fueron superiores a LQ.

Tabla 5. Indicadores de desempeño agroecológico para los flujos de nitrógeno.

Indicador	Finca LQ	Finca P	Finca CP
Insumos (kg de N/año)	468,0	2 157,7	9 343,7
Insumos (kg de N/ha/año)	14,2	196,2	207,6
Dependencia (%)	2,2	7,6	13,9

En concordancia con lo expuesto anteriormente, la finca CP presentó el valor más alto de dependencia de N (13,9 %). Las fincas P y LQ, con una mayor proporción de área destinada a la actividad ganadera, mostraron niveles inferiores de dependencia de N. En el caso de CP, la excreta animal tuvo el mayor peso en los insumos importados a la finca; mientras que los concentrados para la alimentación animal representaron un alto porcentaje de los flujos de entrada en la finca P.

En un estudio realizado por Rodríguez-Izquierdo *et al.* (2017) en fincas agropecuarias de la provincia de Matanzas, Cuba, se encontró que la mayoría de las fincas utilizaban cantidades considerables de insumos externos (por ejemplo, fertilizantes, plaguicidas, combustibles) y desaprovechaban los residuos de la producción animal y de las cosechas. En tal sentido, estos autores refirieron que un cambio en los sistemas productivos, enfocado al manejo sostenible de los recursos propios, con adecuado reciclaje y aprovechamiento de los nutrientes producidos, puede contribuir a elevar la eficiencia, así como generar un favorable impacto ambiental y una mejor conservación del agroecosistema.

Por otra parte, Pereda-Mouso *et al.* (2017) señalaron la reducción de insumos como aspecto estratégico dentro de los procesos de reorganización en la agricultura en Cuba y como determinante para la sostenibilidad; además, Ortiz y Alfaro (2014) indicaron que los procesos de intensificación sostenible deben integrar, entre otros aspectos, el conocimiento y los recursos locales disponibles.

En este sentido, Casimiro-Rodríguez (2016b) argumentó que en las explotaciones agropecuarias se pueden implementar prácticas con carácter multipropósito, que propicien diversos mecanismos que refuercen la inmunidad del agroecosistema y respondan a varios principios a la vez; ello permitirá reducir la dependencia de agroquímicos, combustibles fósiles y subsidios de energía, logrando establecer sistemas agrícolas complejos que garanticen su propia fertilidad y productividad.

En relación con la productividad por hectárea (fig. 2), CP presentó un elevado valor (202,4 kg de N/ha) y P un valor medio (120,1 kg de N/ha); este último superó a LQ, que mostró un valor muy bajo (13,1 kg de N/ha).

Stark *et al.* (2018) obtuvieron, en varios estudios de caso en Cuba, niveles de productividad que variaron entre 22 y 78 kg de N/ha; mientras que, en otras fincas evaluadas en Brasil y Guadalupe, dependiendo de la región, la productividad varió de 13 a 69 kg de N/ha. Tales resultados son inferiores a los de esta investigación, a excepción de la finca LQ.

Los niveles de eficiencia (fig. 2) de CP y LQ se situaron en el mismo rango (97,46 y 93,0 %, respectivamente), y ambas fincas superaron a P (61,2 %). Los resultados obtenidos por Stark *et al.* (2018) en este indicador fueron muy variables.

Es válido señalar que la producción de cultivos y la producción animal no tienen la misma eficiencia en el uso del N (Godinot *et al.*, 2015). Los cultivos agrícolas son productores primarios que usan nutrientes inorgánicos para producir biomasa mediante la fotosíntesis, mientras que casi todos los animales son consumidores primarios que obtienen de las plantas la mayoría de los nutrientes y la energía. Esta diferencia en el nivel trófico induce una diferencia sistemática en la eficiencia del uso de nutrientes (Odum, 1971).

El N transferido de fuentes inorgánicas a productos animales se basa en la eficiencia de este nutriente en la planta, pero también incluye las pérdidas de producción de alimentos durante la cosecha y el procesamiento, la conservación y el con-

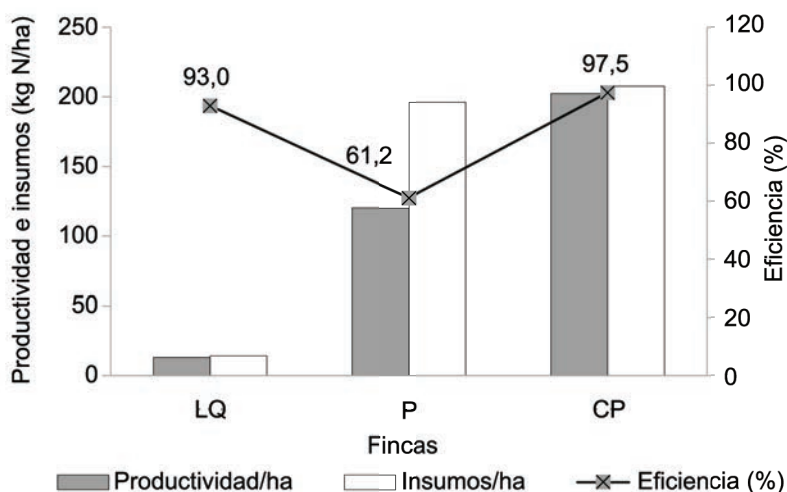


Figura 2. Productividad, insumos (por hectárea) y eficiencia (%) de los flujos de nitrógeno.

sumo, así como las pérdidas por excreción. Por lo tanto, la eficiencia del N en los sistemas pecuarios es biológicamente más baja que en los sistemas de cultivo (Godinot *et al.*, 2015).

También se debe destacar que los sistemas con intervención humana pueden llegar a ser más eficientes que los ecosistemas naturales, porque una gran cantidad de recursos pueden ser controlados e intercambiados en la red a través de un reducido número de vías (Pizzol *et al.*, 2013). En este sentido, estudios realizados en Cuba (Rodríguez, 2013) indican que en los sistemas agrícolas mixtos y multifuncionales, con altos niveles de integración y reciclaje ganadería-agricultura, se alcanza una mayor productividad y eficiencia.

Los valores de resiliencia del sistema (fig. 3) fueron similares para las tres fincas, aunque ligeramente superiores para LQ y CP, e indican que los tres agrosistemas tienen amplio margen para su progreso, pues se encuentran a la mitad de su potencial.

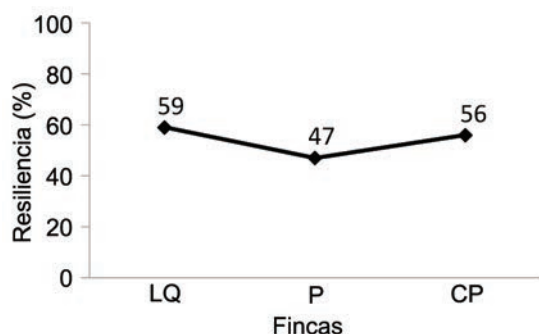


Figura 3. Resiliencia en las tres fincas (%).

Casimiro-Rodríguez (2016a), al evaluar la resiliencia socioecológica de una finca en Cuba durante varios períodos de transición agroecológica, halló un valor de 57,54 % en el primer período, cuando la finca era menos diversificada e integrada en cuanto a prácticas de manejo; este se incrementó a 99,98 % en la etapa final, después de la incorporación de diversas prácticas agroecológicas. En primera instancia, la mejoría resultó a partir de una menor dependencia de insumos externos y una mayor diversidad de la producción; en el último período, en los resultados positivos tuvo gran peso la mejora en el aprovechamiento de las fuentes renovables de energía con el uso de diversas tecnologías.

La resiliencia de un sistema depende, en gran medida, de la topografía y la magnitud de las vías por las que circulan la información, la energía y la

materia. Intuitivamente, después de una interrupción, las redes con conexiones más diversas son más flexibles al redirigir sus flujos y mantener las funciones críticas (Kharrazi *et al.*, 2016).

Gaba *et al.* (2015) y Stark *et al.* (2016) coinciden en que se pueden mejorar los procesos ecológicos subyacentes a las propiedades de productividad y resiliencia de los agrosistemas con el incremento de la diversidad de especies y sus interacciones. En este sentido, Stark *et al.* (2018) señalaron que cuanto más conectada esté la red de flujos, mayor será su capacidad de adaptación. De igual forma, Goerner *et al.* (2015) plantearon que mientras más circulación interna tenga un sistema, mayor será su resiliencia, durabilidad y autosustentabilidad.

Nicholls *et al.* (2017), al referirse a los principios para la conversión y el rediseño de sistemas agrícolas, hacen énfasis en que el proceso de conversión debe basarse en la utilización de prácticas que no se enfoquen en los componentes de forma aislada, sino en explotar las propiedades que emergen a través de la interacción de los diversos componentes de la finca. En dependencia de cómo se aplican ciertas prácticas y de su complementariedad o no con otras, una práctica particular a veces puede actuar como un «suiche ecológico», activando simultáneamente procesos claves esenciales para la salud y la productividad de un determinado sistema de cultivo.

Conclusiones

Aunque el valor de reciclaje difirió para los tres agrosistemas, los resultados indican que estos fueron similares entre sí en términos de estructura y funcionamiento. Son sistemas diversos y complejos, en los que se apreció una desproporción en la distribución y el tamaño de los flujos. No obstante, se observaron valores contrastantes para los indicadores de desempeño agroecológico, específicamente para la dependencia de insumos externos, la productividad y la eficiencia.

Agradecimientos

Al equipo de trabajo del Programa de Innovación Agrícola Local (PIAL), de la provincia de Matanzas, por permitir y facilitar el acceso a las fincas evaluadas en este estudio.

Referencias bibliográficas

- Allesina, S. & Ulanowicz, R. E. Cycling in ecological networks: Finn's index revisited. *Comput. Biol. Chem.* 28 (3):227–233, 2004.

- Altieri, M. A. & Nicholls, Clara I. Agroecology: a brief account of its origins and currents of thought in Latin America. *Agroecol. Sustain. Food*. 41 (3-4):231-237. <https://www.socla.co/en/wp-content/uploads/sites/8/2016/03/Agroecology-a-brief-account-of-its-origins-and-currents-of-thought-in-Latin-America.pdf>. [09/02/17], 2017.
- Alvarez, S.; Rufino, M. C.; Vayssières, J.; Salgado, P.; Tiftonell, P.; Tillard, E. *et al.* Whole-farm nitrogen cycling and intensification of crop-livestock systems in the highlands of Madagascar: an application of network analysis. *Agr. syst.* 126:25-37, 2014.
- Alves, B. J.; Madari, B. E. & Boddey, R. M. Integrated crop-livestock-forestry systems: prospects for a sustainable agricultural intensification. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 108 (1):1-4, 2017.
- Casimiro-Rodríguez, Leidy. *Bases metodológicas para la resiliencia socioecológica de fincas familiares en Cuba*. Tesis de doctorado en Agroecología. Medellín, Colombia: Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad de Antioquia, 2016a.
- Casimiro-Rodríguez, Leidy. Necesidad de una transición agroecológica en Cuba, perspectivas y retos. *Pastos y Forrajes*. 39 (3):81-91, 2016b.
- Fath, B. D.; Scharler, U. M.; Ulanowicz, R. E. & Hannon, B. Ecological network analysis: network construction. *Ecol. Modell.* 208 (1):49-55. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.04.029>. [27/03/2017], 2007.
- Finn, J. T. Flow analysis of models of the Hubbard brook ecosystem. *Ecology*. 61:562-571, 1980.
- Gaba, Sabrina; Lescourret, F.; Boudsocq, S.; Enjalbert, J.; Hinsinger, P.; Journet, E. P. *et al.* Multiple cropping systems as drivers for providing multiple ecosystem services: from concepts to design. *Agron. Sust. Dev.* 35 (2):607-623, 2015.
- Garbach, K.; Milder, J. C.; DeClerck, F. A. J.; Montenegro-de-Wit, Maywa; Driscoll, Laura & Gemmill-Herren, Barbara. Examining multi-functionality for crop yield and ecosystem services in five systems of agroecological intensification. *Int. J. Agric. Sustain.* 15 (1):11-28. https://www.researchgate.net/profile/Kelly_Garbach/publication/301712782_Examining_multi-functionality_for_crop_yield_and_ecosystem_services_in_five_systems_of_agroecological_intensification/links/572836bd08ae262228b45bcf.pdf. [11/02/17], 2017.
- Godinot, O.; Leterme, P.; Vertès, F.; Faverdin, P. & Carof, M. Relative nitrogen efficiency, a new indicator to assess crop livestock farming systems. *Agron. Sustain. Dev.* 35 (2):857-868, 2015.
- Goerner, Sally; Fiscus, D. & Fath, B. D. Using energy network science (ENS) to connect resilience with the larger story of systemic health and development. *Emergence: Complexity and Organization*. 17 (3):1-21, 2015.
- Gourley, C. J.; Aarons, S. R. & Powell, J. M. Nitrogen use efficiency and manure management practices in contrasting dairy production systems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 147 (1):73-81, 2012.
- Hernández-Jiménez, A.; Pérez-Jiménez, J. M.; Bosch-Infante, D. & Castro-Speck, N. *Clasificación de los suelos de Cuba*. Mayabeque, Cuba: Instituto Nacional de Ciencias Agrícolas, Instituto de Suelos, Ediciones INCA, 2015.
- Kharrazi, A.; Fath, B. D. & Katzmair, H. Advancing empirical approaches to the concept of resilience: A critical examination of panarchy, ecological information and statistical evidence. *Sustainability*. 8 (9):935-952. <http://pure.iiasa.ac.at/13791/>. [26/09/2017], 2016.
- Koohafkan, P.; Altieri, M. A. & Holt-Giménez, E. Green agriculture: foundations for biodiverse, resilient and productive agricultural systems. *Int. J. Agric. Sustain.* 10 (1):61-75. http://www.ensser.org/fileadmin/files/2011_Koohafkan-et-al.pdf. [20/02/17], 2012.
- Küstermann, B.; Christen, O. & Hülsbergen, K. J. Modelling nitrogen cycles of farming systems as basis of site-and farm-specific nitrogen management. *Agric. Ecosyst. Environ.* 135 (1-2):70-80, 2010.
- Nicholls, Clara I.; Altieri, M. A. & Vázquez, L. L. Agroecología: Principios para la conversión y el rediseño de sistemas agrícolas. *Agroecología*. 10 (1):61-72, 2017.
- Odum, E. P. *Fundamentals of Ecology*. Philadelphia, USA: W. B. Saunders Co., 1971.
- Ortiz, R. & Alfaro, Daniela. *Intensificación sostenible de la agricultura en América Latina y el Caribe. Reporte de síntesis de una consulta electrónica*. Montpellier, Francia: CGIAR, 2014. <http://bit.ly/1lwrb3i>. [17/01/2018], 2014.
- Pereda-Mouso, J. J.; Curbelo-Rodríguez, L. M.; Pardo-Cardoso, G.; Vázquez-Montes-de-Oca, R. & Figueredo-Calvo, R. Clasificación de fincas lecheras según dimensiones de la intensificación productiva en un nuevo modelo de gestión. *Rev. Prod. Anim.* 29 (2):50-56, 2017.
- Pizzol, M.; Scotti, M. & Thomsen, Marianne. Network analysis as a tool for assessing environmental sustainability: applying the ecosystem perspective to a Danish Water Management System. *J. Environ. Manage.* 118:21-31, 2013.
- Pretty, J. & Bharucha, Z. P. Sustainable intensification in agricultural systems. *Ann. Bot.* 114 (8):1571-1596. <https://academic.oup.com/aob/article/114/8/1571/210078>. [09/02/17], 2014.
- Rockström, J.; Williams, J.; Daily, Gretche; Noble, A.; Matthews, N.; Gordon, L. *et al.* Sustainable intensification of agriculture for human prosperity and global sustainability. *Ambio*. 46 (1):4-17. <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2Fs13280-016-0793-6.pdf>. [08/02/2017], 2017.

- Rodríguez-Izquierdo, Lilibeth; Rodríguez-Jiménez, S. L.; Macías-Figueroa, Olga L.; Benavides-Martell, B.; Amaya-Martínez, O.; Perdomo-Pujol, R. *et al.* Evaluación de la producción de alimentos y energía en fincas agropecuarias de la provincia de Matanzas, Cuba. *Pastos y Forrajes*. 40 (3):222-229, 2017.
- Rodríguez, Mirlín *Transformación de la finca ganadera Dos Palmas del municipio Las Tunas, con bases agroecológicas*. Tesis en opción al título académico de Master en Pastos y Forrajes. Matanzas, Cuba: EEPF Indio Hatuey, 2013.
- Rufino, M. C.; Hengsdijk, H. & Verhagen, A. Analysing integration and diversity in agro-ecosystems by using indicators of network analysis. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 84 (3):229-247. <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-008-9239-2>. [24/02/17], 2009a.
- Rufino, M. C.; Tiftonell, P.; Reidsma, P.; López-Ridaura, S.; Hengsdijk, H.; Giller, K. E. *et al.* Network analysis of N flows and food self-sufficiency—a comparative study of crop-livestock systems of the highlands of East and southern Africa. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 85 (2):169-186, 2009b.
- Stark, F. *Impact of crop-livestock integration on the agroecological performance of mixed crop-livestock systems in the humid tropics. Comparative analysis across Latino-Caribbean territories*. Ph.D. Thesis. Montpellier, France: INRA, UMR-SELMET, 2016.
- Stark, F.; Fanchone, A.; Semjen, I.; Moulin, C. H. & Archimède, H. Crop-livestock integration, from single practice to global functioning in the tropics: Case studies in Guadeloupe. *Eur. J. Agron.* 80:9-20, 2016.
- Stark, F.; González-García, E.; Navegantes, Livia; Miranda, Taymer; Poccard-Chapuis, R.; Archimède, H. *et al.* Crop-livestock integration determines the agroecological performance of mixed farming systems in Latino-Caribbean farms. *Agron. Sustain. Dev.* 38 (1):4-11, 2018.

Recibido el 1 de noviembre del 2017

Aceptado el 8 de junio del 2018